

文章编号:1001-4179(2025)12-0060-10

引用本文:姜保锋,段友爱,黄杰,等.滇池富营养化问题综合诊断[J].人民长江,2025,56(12):60-69.

# 滇池富营养化问题综合诊断

姜保锋<sup>1,2</sup>, 段友爱<sup>3</sup>, 黄杰<sup>1,2</sup>, 袁赛波<sup>1,2</sup>, 杨超<sup>1,2</sup>, 余明星<sup>1,2</sup>

(1. 生态环境部长江流域生态环境监督管理局生态环境监测与科学研究中心, 湖北 武汉 430010; 2. 流域水生态智能监测预警与保护湖北省重点实验室, 湖北 武汉 430010; 3. 云南省生态环境监测中心, 云南 昆明 650000)

**摘要:**滇池作为长江流域富营养化严重的湖泊之一,其水质改善与生态恢复是长期面临的挑战。为精准诊断当前滇池富营养化状况,系统研究了 2021~2023 年滇池水质及营养水平关键指标叶绿素 a、总磷(TP)、总氮(TN)、耗氧有机污染物(用 COD<sub>Mn</sub> 表征)浓度时空特征和历年变化趋势,采用叶绿素 a 单指标方法评估了滇池营养水平,采用分位值法研究了滇池氮磷基准。结果表明:① 2021~2023 年滇池水质以 IV~劣 V 类为主,主要超标指标为 TP、TN、COD<sub>Mn</sub>。草海 TP 和外海差别不大,其浓度均值分别为(0.067±0.001) mg/L 和(0.064±0.004) mg/L;草海 TN 远高于外海,其 TN 均值分别为(4.19±1.10) mg/L 和(1.54±0.09) mg/L;草海 COD<sub>Mn</sub> 低于外海,其 COD<sub>Mn</sub> 均值分别为(4.09±0.66) mg/L 和(6.67±0.66) mg/L。草海和外海叶绿素 a 浓度均值分别为(106±22) μg/L 和(77±6) μg/L,每年的 3~12 月份所有水域叶绿素 a 浓度的均值和中位值皆高于重度富营养化限值 30 μg/L,1~2 月份全湖叶绿素 a 浓度较低,均值为 29 μg/L。② 滇池处于重度富营养水平,各水域年内大部分时段处于水华状态。滇池 TN 浓度丰水期低于枯水期,而 TP 和 COD<sub>Mn</sub> 浓度丰水期高于枯水期。近 10 年来滇池氮磷和耗氧有机污染水平呈大幅下降趋势,污染防治效果显著,总磷控制效果好于总氮,氮磷比呈现上升趋势,目前滇池平均 N/P 为 37,相对于藻类繁殖需求而言,氮、磷、耗氧有机物皆处于过量状态。应继续强化水污染防治,不宜忽视总氮控制。滇池水体氮磷污染控制的关键是入池支流污染负荷的控制,应从滇池水生态安全的角度设定支流把口氮磷控制目标。

**关键词:**富营养化;氮磷;叶绿素 a;叶绿素 a 单指标法;分位值法;氮磷基准;滇池

中图法分类号: X524

文献标志码: A

DOI:10.16232/j.cnki.1001-4179.2025.12.006

## 0 引言

湖库水体因氮磷过剩引起的富营养化是一个全球普遍性问题<sup>[1-2]</sup>,也是长江流域的主要水生态问题之一<sup>[3-4]</sup>。在一定的气象、水文条件下,富营养化可导致湖库藻类过度繁殖,使水质恶化,也可使水生态健康指数下降<sup>[5]</sup>,甚至导致鱼类死亡。

滇池位于长江流域金沙江水系,是长江流域“老三湖”(太湖、巢湖、滇池)中富营养化和水华最严重的湖泊<sup>[6]</sup>,在长江流域云贵高原水生态功能地位突出。1950 年代及以前,滇池流域人口少,几乎没有工业,湖水清澈透亮,水质基本处于 I~II 类。1960 年代,随着经济社会的发展和工业企业的布局及人口向城区聚集,汇入滇池的生活污水和工业废水逐渐

收稿日期:2025-07-08;接受日期:2025-11-03

基金项目:国家重点研发计划项目(2023YFC3205600,2023YFE0102400)

作者简介:姜保锋,男,正高级工程师,博士,主要从事水生态环境研究。E-mail:Lbfsdlc@sina.com

通信作者:余明星,男,正高级工程师,硕士,主要从事水质监测与评价研究。E-mail:572131412@qq.com

增加,水质开始下降,1970 年代尚能维持Ⅲ类<sup>[7]</sup>。但自 20 世纪末滇池水质急剧下降<sup>[8]</sup>。草海在 1980 年代后段、外海在 1990 年代后段即出现了显著富营养化和典型水华,1990 年代为迅速恶化阶段,2000 年后恶化趋势有所减缓,水质有所改善,2010 年后入湖河道<sup>[9]</sup>和池体<sup>[10]</sup>水质皆大幅改善。近几十年来,滇池一直是长江流域水华最为严重的湖泊<sup>[11]</sup>。“十一五”以来,滇池是国家水体污染控制与治理科技重大专项实施的重点水域之一,国家及当地政府对滇池进行了大力整治,投资巨大。“十二五”以来总磷、总氮等主要营养指标显著下降<sup>[12-15]</sup>。但目前滇池水质和水生态仍存在较大问题。

长江流域水生态环境治理取得了显著成效,但其中滇池纵深治理难度仍巨大,对其关键问题——富营养化进行综合诊断,对症提出进一步应对措施具有重要意义。为此,本研究采用叶绿素 a 单指标法评价滇池富营养化水平,并与传统方法评价结果进行对比;分析滇池氮磷和叶绿素 a 的时空分布特征、历年变化趋势及其影响因素;探索滇池氮磷基准和入湖河流适宜的控制目标,提出进一步控制富营养化的对策建议。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区域

滇池位于云贵高原中部,昆明市城区西南部,素有“高原明珠”之称,古称滇南泽,是金沙江支流普渡河干流上游的浅水湖泊,是云南省面积最大的淡水湖泊。滇池流域地处低纬度、高海拔地区,四面被西山、昆明山、东山等环绕。属亚热带高原季风气候,雨、旱季分明。每年 5~10 月为雨季,11 月至次年 4 月为旱季,滇池流域年均气温约为 16.1℃。

滇池流域面积 2 920 km<sup>2</sup>,在海拔 1 887.4 m 水位时,湖水面积为 299 km<sup>2</sup>,库容 15.6 亿 m<sup>3</sup>。池体呈“背东弓”形,南北向长 40 km,东西向平均宽 7 km,湖岸线长 163.2 km,草海和外海平均水深分别为 2.3 m 和 5.3 m,属浅水湖泊。多年平均水资源量 9.7 亿 m<sup>3</sup>/a,出湖水量为 3.9 亿 m<sup>3</sup>/a,湖面蒸发量 4.4 亿 m<sup>3</sup>/a<sup>[16-17]</sup>。1996 年海埂船闸大坝建成以后,滇池水域分为两部分,海埂大坝以北称草海,水域面积约 11 km<sup>2</sup>,占 3%;以南称外海,水面面积约 290 km<sup>2</sup>,占 97%,是滇池的主体水域<sup>[16]</sup>。草海和外海两者各有一人工控制出口,分别为西北端的西园隧道和西南端的海口中滩闸。据滇池水利志<sup>[18]</sup>记载,1969~1978 年间围海造田约 34 950 亩,使滇池湖面积缩小 23.3 km<sup>2</sup>。

滇池主要入湖河流有 29 条,7 条入草海,22 条入

外海,呈向心状注入滇池,水量较大的有盘龙江、宝象河、新运粮河、老运粮河、船房河、大清河、洛龙河、捞鱼河、梁王河、柴河、大河、东大河、古城河、护城河等。出湖河流有 1 条,在外海西南海口泄出,称螳螂川,螳螂川汇入金沙江支流普渡河<sup>[18]</sup>。池体共布设 10 个水质监测断面(图 1),其中草海有两个断面,断桥和草海中心。本文将外海分为 3 个区域,外海北(有灰湾中和罗家营 2 个断面)、外海中(有观音山东、观音山中、观音山西和白鱼口 4 个断面)和外海南(有海口西和滇池南 2 个断面)。

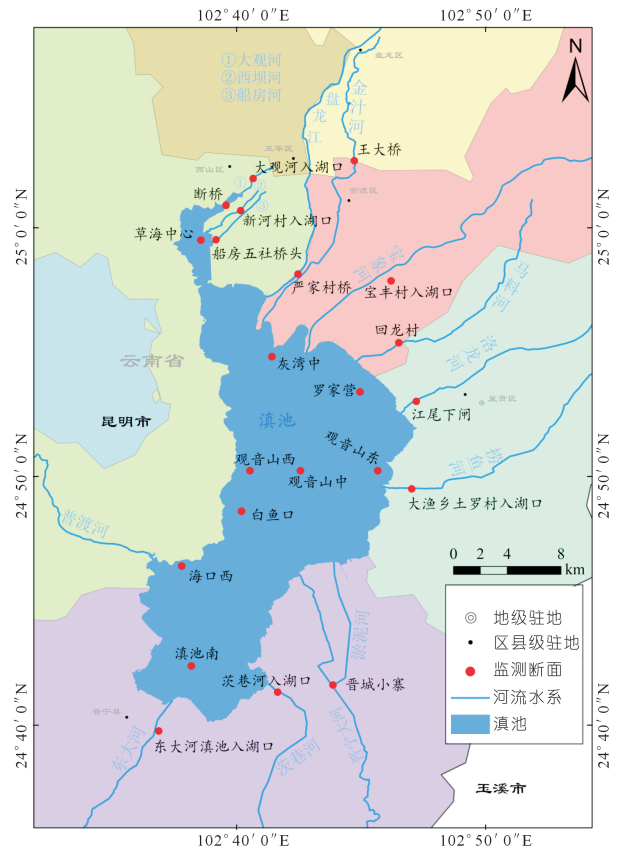


图 1 滇池及入池河流监测点位置示意

Fig. 1 Schematic diagram of monitoring stations in Dianchi Lake

### 1.2 数据来源

所用数据来自长江流域水环境数据库。涉及的水质和营养物质参数为总氮(TN)、总磷(TP)和耗氧有机污染物(COD<sub>Mn</sub>)。TN、TP、COD<sub>Mn</sub>和叶绿素 a 每月监测 1 次。TN 的测定采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法(HJ 636—2012),TP 的测定采用钼酸铵分光光度法(GB 11893—89),COD<sub>Mn</sub>的测定采用高锰酸钾酸性法(GB 11892—89)。叶绿素 a 的水样采自水体表层(0~0.5 m),采用《水和废水监测分析方法》第 4 版中的方法进行测定。少量数据来自参考文献,其来源在引用处予以标注。

### 1.3 营养水平评估方法

评估湖库营养水平的方法有综合营养指数法(TLI)(五参数法)<sup>[19]</sup>和叶绿素 a 单指标评价方法<sup>[20]</sup>。前者是中国目前广泛采用的方法,其缺点是没有区分所采用的 5 项参评指标(总磷、总氮、高锰酸盐指数、透明度、叶绿素 a)意义的区别,忽略了不同生态区湖泊营养物基准的差别,而叶绿素 a 单指标法突出了叶绿素 a 这一关键指标,避开了五参数法的缺点,更为简洁、准确,所以在美国近 20 年来湖库富营养化评价中广泛采用<sup>[21-24]</sup>。本文采用叶绿素 a 单指标法评估滇池营养水平,并将业内共识程度较高的“中—富营养界限值 10  $\mu\text{g}/\text{L}$ ,重度富营养界限值 30  $\mu\text{g}/\text{L}$ ”作为评价标准<sup>[23-24]</sup>。叶绿素 a 超过 30  $\mu\text{g}/\text{L}$  往往会损害地表水体两大主体功能(饮用水水源地功能和水生生物生存功能)。2  $\mu\text{g}/\text{L}$  以下为贫营养,2~10  $\mu\text{g}/\text{L}$  为中营养。

## 2 结果与分析

### 2.1 水质空间分布特征

图 2 为 2021~2023 年滇池富营养化关键指标总氮、总磷、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和叶绿素 a 浓度的空间分布特征。总氮浓度空间差异较大,草海远超外海,其平均浓度((4.19 ± 1.10)  $\text{mg}/\text{L}$ )是外海((1.54 ± 0.09)  $\text{mg}/\text{L}$ )的 2.7 倍(本节标差表征空间变异程度),分别为劣 V 类和 IV~V 类。草海中的断桥断面所在水域是滇池总氮浓度最高的水域,其 3 a 总氮浓度均值为(4.97 ± 1.98)  $\text{mg}/\text{L}$ ,最大值达 6.78  $\text{mg}/\text{L}$ ,超湖泊总氮 III 类标准限值 5.78 倍。外海各水域总氮浓度空间差异相对较小,各断面 3 a 均值和中位值在 1.35~1.70  $\text{mg}/\text{L}$  范围内。

滇池总磷浓度空间差异小于总氮,2021~2023 年各断面总磷浓度均值和中位值皆在 0.059~0.070  $\text{mg}/\text{L}$  范围内,草海和外海平均浓度分别为(0.067 ± 0.001)  $\text{mg}/\text{L}$  和(0.064 ± 0.004)  $\text{mg}/\text{L}$ ,皆超湖泊总磷 III 类标准限值(0.050  $\text{mg}/\text{L}$ )。空间上总磷浓度相对较高水域为草海和外海的灰湾中、罗家营、滇池南等断面所在水域,其总磷浓度均值皆在 0.066  $\text{mg}/\text{L}$  以上。

滇池草海和外海  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度差异较大,外海高于草海,其平均浓度((6.67 ± 0.66)  $\text{mg}/\text{L}$ )是草海((4.09 ± 0.66)  $\text{mg}/\text{L}$ )的 1.6 倍,分别为 III 类和 IV 类水质。2021~2023 年外海各断面  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度均值和中位值皆在 6.1~7.0  $\text{mg}/\text{L}$  范围内。

2021~2023 年滇池水体 10 个断面叶绿素 a 均值为(82 ± 13)  $\mu\text{g}/\text{L}$ ,草海和外海分别为(106 ± 22)  $\mu\text{g}/\text{L}$  和(77 ± 6)  $\mu\text{g}/\text{L}$ 。各断面均值和中位值皆在 66

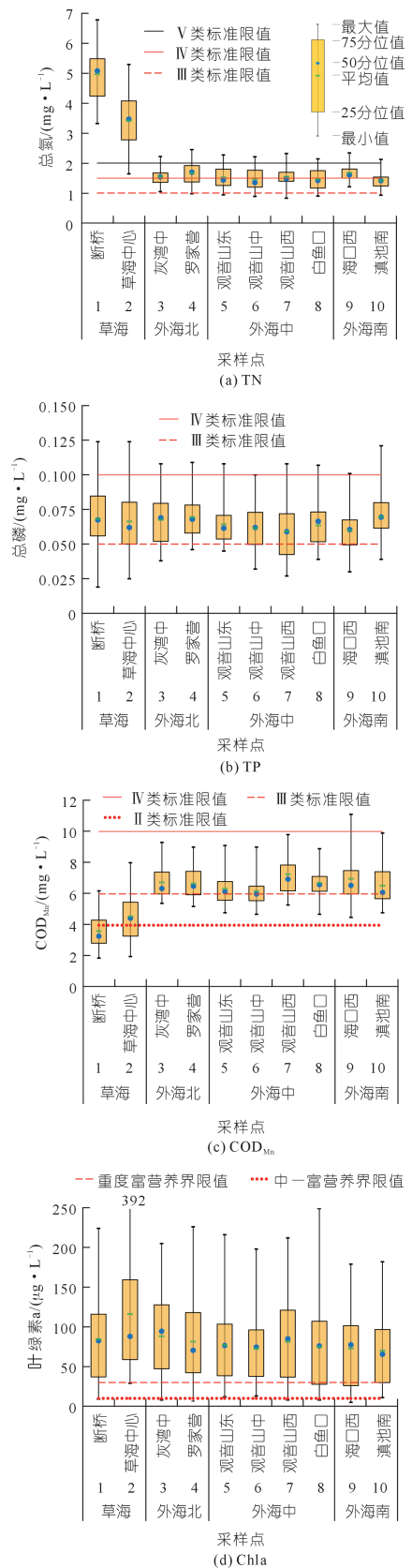


图 2 2021~2023 年滇池湖区总氮、总磷、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和叶绿素 a 浓度的空间分布特征

Fig. 2 Spatial distribution of TN, TP,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ , Chla in Dianchi Lake during 2021~2023

~116  $\mu\text{g/L}$  范围内,皆远超重度富营养界限值 30  $\mu\text{g/L}$ ,所以目前滇池总体处于重度富营养水平。叶绿素 a 最高的断面为草海中心,2021~2023 年均值为  $(116 \pm 77)$   $\mu\text{g/L}$ ,36 个月份中,有 4 个月份浓度值超过了 200  $\mu\text{g/L}$ ,分别为 2021 年的 4 月(265  $\mu\text{g/L}$ )、5 月(233  $\mu\text{g/L}$ )、7 月(392  $\mu\text{g/L}$ )和 2022 年的 9 月(211  $\mu\text{g/L}$ )。断桥、灰湾中、罗家营、观音山东、观音山西、白鱼口 6 个断面均有超过 200  $\mu\text{g/L}$  的情况。藻类繁殖和叶绿素 a 浓度的升降具有很强的季节性特征,所以严格上来说,开展湖库富营养化评价时,叶绿素 a 指标采用藻类生长旺季时的浓度值比采用年均值更为科学<sup>[25]</sup>,从这一点来说,滇池各水域藻类生长旺季的叶绿素 a 浓度值都超过了 150  $\mu\text{g/L}$ ,对水质和水生态构成严重危害,据此可进一步确认滇池属重度富营养水平。表 1 为各水域 4 个参数的超标率统计,可见各水域总氮、总磷和叶绿素 a 普遍性超标,大部分水域  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  超标。整个滇池水体总氮、总磷、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、叶绿素 a 超标率分别为 96%、78%、55% 和 79%。

表 1 滇池各断面营养指标超 III 类标准频率统计  
(2021~2023 年)

Tab. 1 Exceedance frequency of nutrient indicators over class III standards at monitoring sections of Dianchi Lake (2021~2023)

断面	TN	TP	$\text{COD}_{\text{Mn}}$	Chla (超 30 $\mu\text{g/L}$ )
断桥	100	81	3	81
草海中心	100	67	19	97
灰湾中	100	81	72	81
罗家营	97	89	69	83
观音山东	94	92	53	83
观音山中	97	69	47	81
观音山西	94	64	81	81
白鱼口	89	75	81	69
海口西	100	75	72	69
滇池南	89	83	56	69
平均	96	78	55	79

## 2.2 营养指标季节变化特征

图 3 为 2021~2023 年滇池总氮、总磷、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和叶绿素 a 浓度的季节变化特征。总氮浓度枯水期高于丰水期,枯水期(12 月至次年 3 月)总氮浓度均值为 2.33  $\text{mg/L}$ ,丰水期(5~10 月)总氮浓度均值为 1.89  $\text{mg/L}$ ,前者是后者的 1.2 倍。2021~2023 年,滇池总磷和  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度丰水期高于枯水期。枯水期(12 月至次年 3 月)总磷浓度均值为 0.051  $\text{mg/L}$ ,最低出现于 2 月份(0.044  $\text{mg/L}$ )。丰水期(5~10 月)各月份总磷浓度均值皆在 0.070  $\text{mg/L}$  以上,整个丰水期总磷浓度均值为 0.075  $\text{mg/L}$ ,是枯水期的 1.5 倍,均值最高出现于 6 月份(0.080  $\text{mg/L}$ ),属于 IV 类水质。枯水期(12 月至次年 3 月) $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度均值为 5.7  $\text{mg/L}$ ,低于

丰水期(5~10 月) $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度均值 6.4  $\text{mg/L}$ ,均值最高出现于 5 月份(6.9  $\text{mg/L}$ ),属于 IV 类水质。

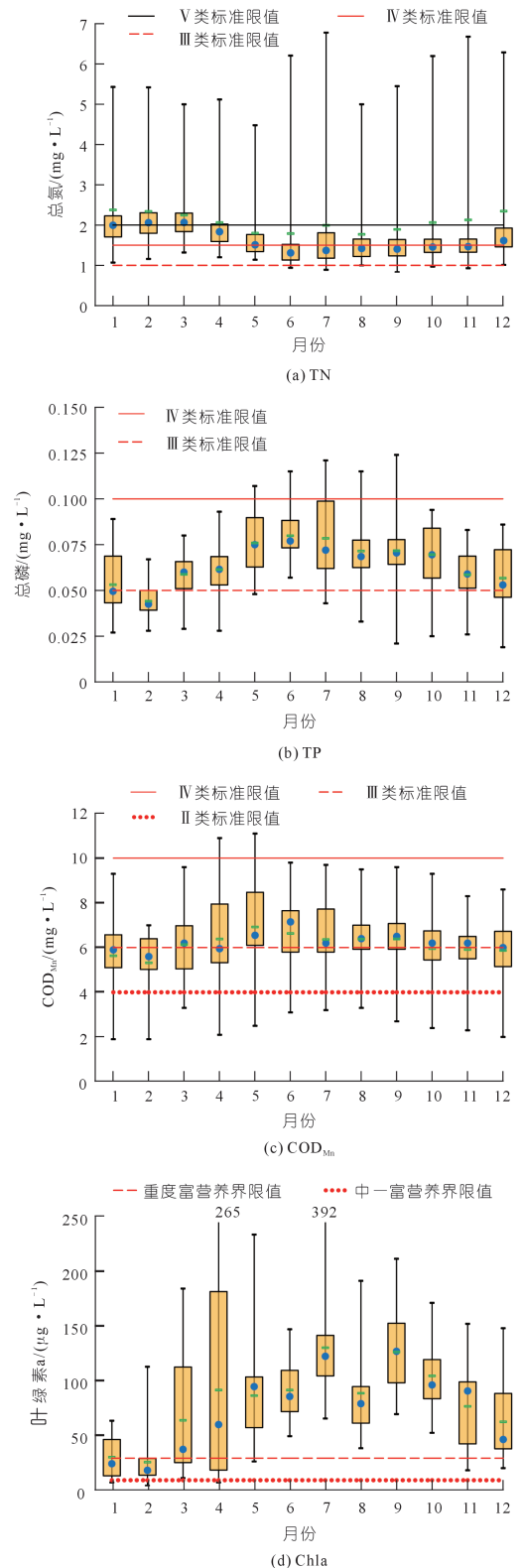


图 3 2021~2023 年滇池湖区总氮、总磷、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和叶绿素 a 浓度的季节变化特征

Fig. 3 Seasonality of TN, TP,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  and chlorophyll a concentrations in Dianchi Lake during 2021~2023

藻类生长本身具有很强的季节特征,导致叶绿素 a 浓度季节差异很大。1 月份和 2 月份叶绿素 a 浓度相对较低,均值和中位值基本不超过  $30 \mu\text{g/L}$ ,其他月份均值和中位值皆显著高于  $30 \mu\text{g/L}$ , $100 \mu\text{g/L}$  以上的高值大多出现于 4 ~ 10 月。4 月份的最高值 ( $265 \mu\text{g/L}$ ) 和 9 月份的最高值 ( $392 \mu\text{g/L}$ ) 皆出现于草海中心。叶绿素 a 浓度  $30 \mu\text{g/L}$  是判断发生水华的参考界限值,所以 3 ~ 12 月份滇池频繁性发生水华。藻密度  $10^7$  个/L 或叶绿素 a 浓度  $30 \mu\text{g/L}$  都可以作为判断是否发生水华的依据<sup>[26-27]</sup>,再结合表 1、图 2 和图 3 中叶绿素 a 的时空特征可知,滇池各水域在年内大部分时段处于水华状态。

### 2.3 营养指标年际变化趋势

图 4 为 1982 年以来总氮 (TN)、总磷 (TP)、耗氧有机污染物 ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) 和叶绿素 a 浓度年际变化趋势。可见,草海从 1970 年代至 2009 年氮磷浓度总体皆呈上升趋势,2009 年出现了近 50 a 的最大年均值 (TP 浓度  $1.456 \text{ mg/L}$ , TN 浓度  $16.85 \text{ mg/L}$ )。之后出现急剧下降,2021 ~ 2023 年 TP 浓度范围为  $0.019 \sim 0.124 \text{ mg/L}$ ,均值为  $0.067 \text{ mg/L}$ ,比 2009 年下降了  $1.38 \text{ mg/L}$  (95%);2021 ~ 2023 年 TN 浓度范围为  $1.64 \sim 6.78 \text{ mg/L}$ ,均值为  $4.19 \text{ mg/L}$ ,比 2009 年下降了  $12.66 \text{ mg/L}$  (75%)。

外海 TP 浓度 1970 年代至 1999 年总体呈上升趋势,1999 年出现了近 50 a 的最大年均值  $0.331 \text{ mg/L}$ ,之后总体呈下降趋势,2021 ~ 2023 年 TP 浓度范围为  $0.027 \sim 0.121 \text{ mg/L}$ ,均值  $0.064 \text{ mg/L}$ ,比 1999 年下降了  $0.267 \text{ mg/L}$  (81%)。外海 TN 浓度 1970 年代至 2007 总体呈上升趋势,2007 年出现了近 50 a 的最大年均值  $3.11 \text{ mg/L}$ ,之后总体呈下降趋势,2021 ~ 2023 年 TN 浓度范围为  $0.83 \sim 2.45 \text{ mg/L}$ ,均值  $1.53 \text{ mg/L}$ ,比 2007 年下降了  $1.58 \text{ mg/L}$  (51%)。

相对于峰值年份,草海总氮和总磷水平分别下降了 75% 和 95%,外海则分别下降了 51% 和 81%。草海和外海水面面积各占 3% 和 97%,按此权重计算,滇池总氮水平下降比例为  $75\% \times 0.03 + 51\% \times 0.97 = 52\%$ ,总磷水平下降比例为  $95\% \times 0.03 + 81\% \times 0.97 = 81\%$ ,所以 20 余年来总磷控制效果好于总氮。

早期 (1990 年前后) 草海  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度远高于外海。大概 1990 年以来,草海  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  总体呈下降趋势,由 1985 ~ 1990 年的均值  $16.51 \text{ mg/L}$  下降为 2021 ~ 2023 年的均值  $4.09 \text{ mg/L}$ ,下降了  $12.42 \text{ mg/L}$  (75%)。外海  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  则在 2013 年之后下降幅度较大,由 2011 ~

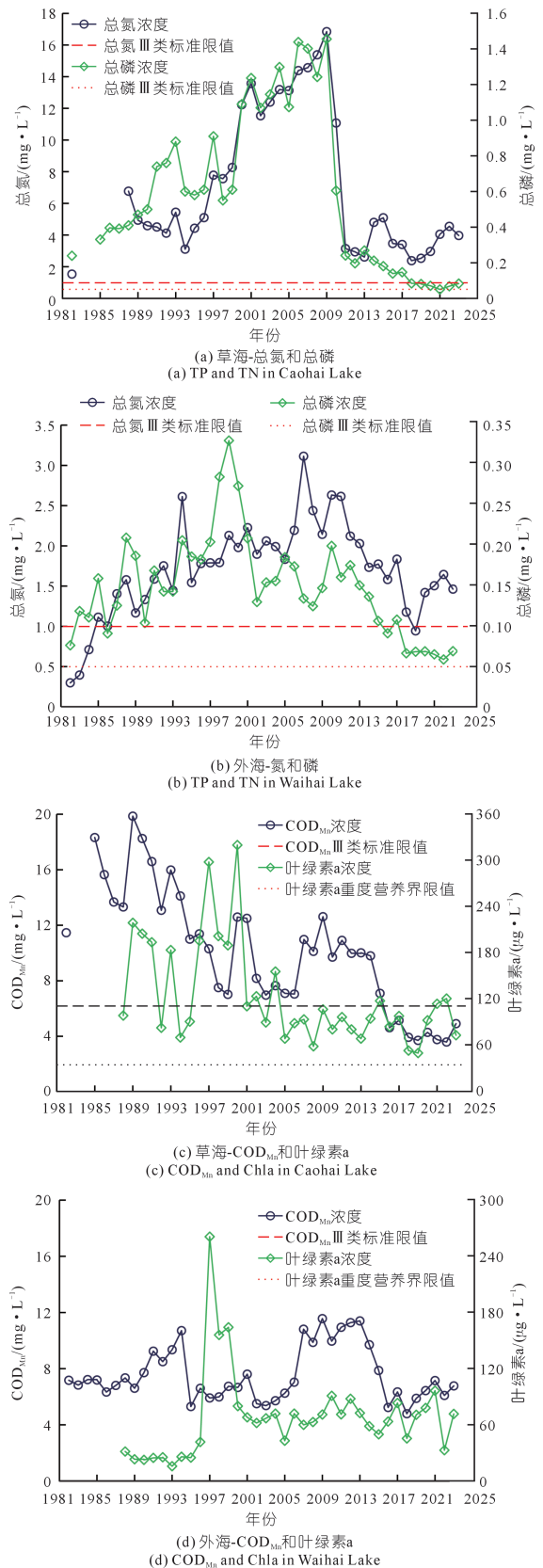


图 4 滇池区总氮、总磷、高锰酸盐指数、叶绿素 a 浓度的年际变化趋势 (1982 ~ 2023 年)

Fig. 4 Interannual variation trends of TN, TP,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  and Chlorophyll - a concentration in Dianchi Region (1982 ~ 2023)

2013 年的均值 11.24 mg/L 下降为 2021 ~ 2023 年的均值 6.67 mg/L,下降了 4.57 mg/L(41%)。

从叶绿素 a 浓度的年际变化趋势来看,草海从 1980 年代中期以来,外海从 1990 年代中期以来,营养状态一直处于重度富营养化水平,水华频发。滇池草海和外海在 1997 年发生了特别严重的水华,叶绿素 a 年均值分别达到了 298  $\mu\text{g/L}$  和 261  $\mu\text{g/L}$ ,分别超重度富营养准则值(30  $\mu\text{g/L}$ )约 9 倍和 8 倍,水质和水生态受到严重损害。而近年水华观测结果表明,2000 年以来,滇池蓝藻水华程度总体呈下降趋势<sup>[28]</sup>。

## 3 讨论

### 3.1 滇池氮磷基准探索

水体营养物基准是指针对氮、磷等营养元素的水质基准,指特定水域(如具有近似生态环境特征的水系或区域水体)中营养物浓度对特定对象(如水生生物或人群)不产生有害影响的最大可接受浓度(或无损害效应浓度),是标准制定的基础和依据。水体营养物基准的制定<sup>[25,29]</sup>有参照点群(基本未受人类活动干扰的湖泊或水域)或全体点群(已受到人类活动干扰的湖泊或水域)参数值分布法、压力-响应关系法等。取参照点群污染物浓度数据集的 3/4 分位值或全体点群污染物浓度数据集的 1/4 分位值作为基准(图 5)。

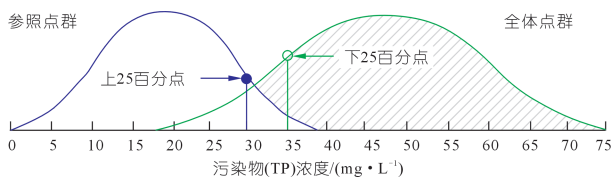


图 5 参照点群目标污染物浓度 3/4 分位值法与全体点群 1/4 分位值法推演基准示意

Fig. 5 Establishing criteria using the 3/4 quantile value method for reference-site group and the 1/4 quantile value method for all site group

本文选择参照点群法推演滇池流域湖泊氮磷基准。滇池在 1950 年代及以前缺乏氮磷监测数据,1980 年代开始监测氮磷后,其氮磷数据已受到人类活动较大程度的干扰,不适合作为参照系数据,故此根据参照点群的要求,选择抚仙湖(大型湖泊距滇池仅千米,属滇池流域,2000 年以前仅受到人类活动的轻微干扰)作为参照点群。根据抚仙湖 1980 ~ 1999 年的氮磷监测数据<sup>[30]</sup>和图 5 所示基准推演方法估算滇池流域湖泊总磷基准值不超过 0.020 mg/L,总氮基准值不超过 0.40 mg/L。建议将滇池的氮磷基准暂定为 0.020 mg/L 和 0.40 mg/L(以后有新的证据可进一步修正)。

滇池位于高海拔地区的云贵高原,生态环境部 2025 年 9 月发布的《湖泊营养物基准——云贵湖区》(征求意见稿)中,云贵高原浅水湖泊总磷和总氮基准值分别为 0.020 mg/L 和 0.44 mg/L。本文估算的总磷和总氮基准值与此基本相符,所以可靠性是比较高的。滇池在 1950 年代及以前总磷和总氮浓度未超过 0.020 mg/L 和 0.40 mg/L,未出现富营养化,所以水质清澈,无水华记录。

### 3.2 滇池营养水平的定位

本文基于叶绿素 a 单指标评价方法得出滇池处于重度富营养水平,跟近年来基于总氮、总磷、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、透明度、叶绿素 a 五参数法<sup>[19]</sup>得出的结论“草海中度富营养、外海轻度富营养”有所不同<sup>[31]</sup>。两种评价结果不同的根源在于本文基于叶绿素 a 单指标,而公报基于五参数;对叶绿素 a 这一指标,本文考虑了其季节性特征,而公报采用的是年均值,因此本文的评价结果更为科学和客观。根据滇池 10 个监测点位 2021 ~ 2023 年期间水质参数月度监测值统计, TN、TP、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、Chl-a 都是严重超标参数,各水域超标率为: TN, 89% ~ 100%; TP, 64% ~ 92%;  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ , 3% ~ 81%; Chl-a, 69% ~ 97% (表 1)。各水域 Chl-a 年均值皆远超 30  $\mu\text{g/L}$ ,各水域最大值皆超过了 182  $\mu\text{g/L}$ , 4 ~ 10 月份普遍性超过生态环境部《重点湖库水华预警工作机制(修订)》中规定的关于滇池水华红色预警的门槛值(90  $\mu\text{g/L}$ )<sup>[27]</sup>(图 3(d)),加之滇池全域性、经常性发生水华的现实情况,根据昆明市地方标准<sup>[32]</sup>,亦可以判断滇池实为重度富营养水平。实际上,在“老三湖”太湖、巢湖、滇池中,滇池的富营养化和水华一直是最严重的<sup>[11]</sup>。

环境公报中草海“中度富营养”和外海“轻度富营养”结论的主要原因在于,其所采用的基于五参数的评价方法是 2001 年制定的<sup>[19]</sup>,当时对该问题的认识存在局限性,方法没有合理体现叶绿素 a 在富营养化评价中应有的主要地位<sup>[20]</sup>,说明中国目前的水体营养水平评价方法有待改进。正如邹伟等<sup>[33]</sup>的观点,对于非通江湖泊而言,基于总磷、总氮的营养指数往往会低估富营养化水平。滇池作为典型的非通江湖泊,基于五参数的评价结论实际上低估了其富营养程度,而叶绿素 a 单因子评价法所得出的结论更为客观。从营养物质的现状浓度来看,2021 ~ 2023 年滇池总磷浓度均值为 0.065 mg/L,是基准值的 3 倍,总氮浓度均值为 2.07 mg/L,是基准值的 5 倍。

### 3.3 滇池富营养物质控制

氮磷比是湖泊生态系统重要的化学计量指标,

对水域生态系统结构和功能具有重要影响,常据此判断地表水体氮、磷浓度的相对高低。藻细胞平均氮磷原子比 $\lambda(N/P)$ (可理解为藻细胞繁殖所需的最佳 $N/P$ 比)为 $16^{[34]}$ 。一般认为,水体 $\lambda(N/P) \leq 9$ 时,氮为藻类生长的限制性因子; $\lambda(N/P) \geq 23$ 时,磷为限制性因子; $9 < \lambda(N/P) < 23$ ,为非典型性单因子限制。

图6为2021~2023年滇池区各水域 $\lambda(N/P)$ 分布。2021~2023年草海、外海平均 $\lambda(N/P)$ 分别为77.5和26.7,草海远高于外海,前者是后者的2.9倍。草海又以断桥水域最高,均值和最高值分别达92和331。可见,草海为氮磷比超高水体。外海各水域 $\lambda(N/P)$ 均值在23~32的范围内,基本在23以上,且各水域之间氮磷比差别不大。图7为滇池氮磷比历年变化趋势,草海和外海氮磷比总体皆呈上升趋势( $P < 0.05$ ),尤其是草海,2009年之后出现了飙升,2009年草海 $\lambda(N/P)$ 为11.63,2021~2023年 $\lambda(N/P)$ 均值为78,是藻细胞平均氮磷比(16)的4.9倍,比2009年升高了5.7倍。另外,跟峰值年份相比,滇池总氮和总磷水平分别下降了52%和81%,这些数据都说明近20余年来总磷控制效果优于总氮,可能跟中国水质类别评价中总磷参评而总氮不参评有关。跟总磷一样,总氮高也同样对水生态具有显著危害,包括引起藻类过度繁殖和水华的发生,亦包括对底栖动物、鱼类等水生生物的危害及对水源地功能的损害。关于湖泊营养物质的控制一直存有争议<sup>[35-37]</sup>,一种观点认为“只控磷”即可<sup>[38-39]</sup>,另一种观点则认为,应“氮磷双控”<sup>[40-44]</sup>,尤其是浅水湖泊更不应忽视总氮的控制。湖泊藻类生长实验<sup>[43]</sup>及氮磷-藻量关系研究<sup>[37]</sup>表明,过量磷和过量氮共同促进有害藻华的生长。目前滇池氮磷浓度皆显著超出Ⅲ类标准限值,更是远超国际上公认的能引发藻华的总氮浓度 $0.20 \text{ mg/L}$ 和总磷浓度 $0.025 \text{ mg/L}$ 。

实际上,藻类生长受氮磷比、氮磷浓度水平、气候、水温、水文水动力等多重因素的影响<sup>[45]</sup>,机理非常复杂。Reynolds<sup>[38-39]</sup>认为,当氮、磷浓度都足够高时,两者都不可能是限制因子,则氮磷比的意义有限,目前滇池正是这种情况。鉴于滇池3个关键性营养因子皆处于高浓度水平,强调哪一个因子为限制性因子意义不大,滇池的氮和磷都是过量的,另外滇池四周环山,属于宽浅型半封闭湖泊,水体流动性和自净能力相对较弱,气温偏暖,光照偏强,更适于藻类生长,所以对滇池而言,今后一段时期应施行强有力的“氮磷双控”策略,同时继续削减耗氧有机污染负荷。

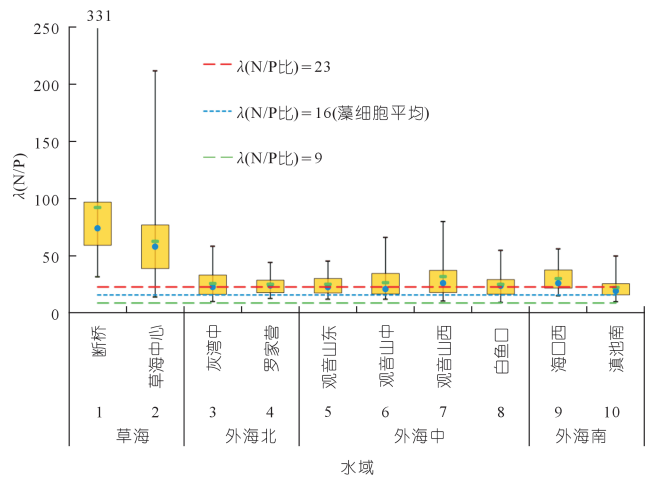


图6 2021~2023年滇池区各水域氮磷原子比

Fig. 6 Atomic ratio of nitrogen to phosphorus in each station of Dianchi Lake during 2021~2023

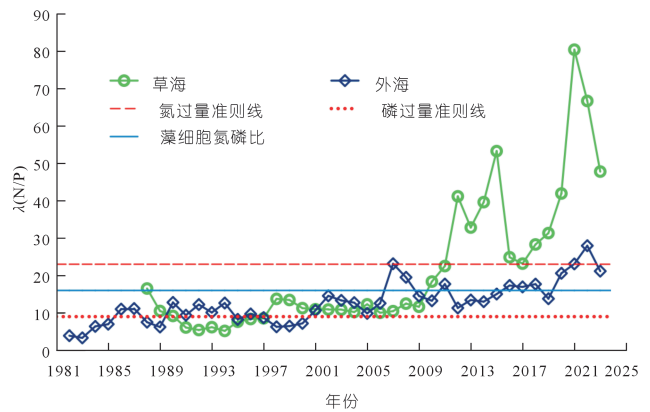
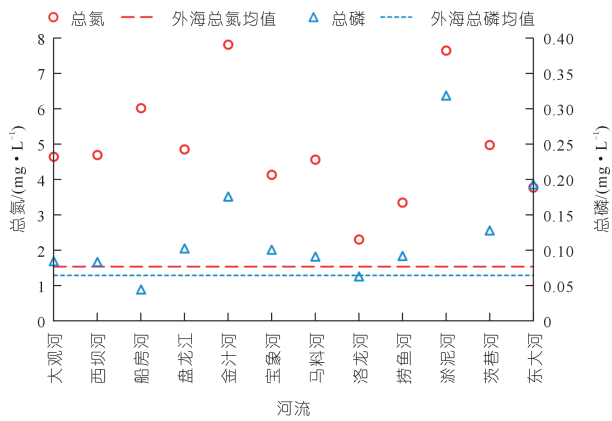


图7 滇池氮磷原子比历年变化趋势

Fig. 7 Change trends of atomic ratio of nitrogen to phosphorus

### 3.4 入湖河流营养因子控制

在滇池的入池氮磷负荷中,来自入池支流的负荷占比较高。根据2019年入池支流年径流量和总氮、总磷污染物年均浓度粗略计算,来自新运粮河、老运粮河、大观河、西坝河、船房河、盘龙江、金汁河、宝象河、马料河、洛龙河、捞渔河、淤泥河、茨巷河、东大河14条河流的总氮负荷为 $4\,869 \text{ t/a}$ ,总磷负荷为 $153 \text{ t/a}$ ,分别占入湖总氮总负荷( $5\,306 \text{ t/a}$ )、总磷总负荷( $436 \text{ t/a}$ )<sup>[46]</sup>的92%和35%。所以控制入池支流的氮磷负荷是降低滇池水体氮磷水平的关键。图8表明,14条入池支流把口断面的总氮水平皆远高于外海水体平均水平,有9条支流其总氮浓度超过外海均值的2.6倍。有12条支流其总磷浓度高于外海均值( $0.064 \text{ mg/L}$ ),其中淤泥河总磷浓度 $0.319 \text{ mg/L}$ 是外海的5倍,东大河总磷浓度 $0.193 \text{ mg/L}$ 是外海的3倍,金针河总磷浓度 $0.176 \text{ mg/L}$ 是外海的2.8倍。



注:图中数值为 2021~2023 年均值。

图 8 滇池入湖河流与外海总磷、总氮浓度对比

Fig. 8 Comparison of pollutants concentrations (TP and TN) in inflow rivers of Dianchi Lake and Waihai Lake

按照《地表水环境质量评价办法》<sup>[19]</sup>,水质超标一般是指超过Ⅲ类标准。对水体而言总磷指标更倾向于生态意义,水体的流态不同,同样的总磷浓度可能会引发相对静态的湖泊水体的藻类过度繁殖,而对于流动的河流水体则未必如此,所以,河流和湖泊的总磷Ⅲ类标准限值分别设定为 0.20 mg/L 和 0.05 mg/L。对滇池等湖泊而言,往往存在“同样的水在上游河流中达标,入湖即超标”的现象,给水环境管理带来很大困惑。美国早期的水质基准(金皮书)<sup>[47]</sup>建议,直接注入湖库的任何河流其总磷浓度不得超过 0.05 mg/L,其目的即是为了防止水体藻类的过度繁殖。按此理念,滇池入汇河流把口断面总磷控制目标应严于 0.20 mg/L。同时为了控制滇池水体总氮水平,对入池支流应制定适宜的总氮控制标准和目标。鉴于目前滇池严峻的富营养化形势以及滇池水体和入池支流氮磷现状浓度水平,建议分阶段设置入池支流把口断面总磷、总氮控制目标:第一阶段,可尝试分别设定为 0.075 mg/L 和 1.50 mg/L;第二阶段,待第一阶段目标实现后,将控制目标分别调整为 0.050 mg/L 和 1.00 mg/L (湖库总磷和总氮Ⅲ类标准限值),最终实现入池河流与滇池水体氮磷标准的衔接。

## 4 结论

(1) 近 10 a 来滇池氮磷浓度和耗氧有机污染物浓度呈大幅下降趋势,污染防治效果显著,总磷控制效果好于总氮,氮磷比呈现上升趋势。对滇池藻类生长而言,氮、磷、耗氧有机污染物皆处于过量状态。

(2) 2021~2023 年滇池水质以Ⅳ~劣Ⅴ类为主,

氮磷是主要超标污染物。根据叶绿素 a 单指标评价,滇池仍处于重度富营养水平,各水域年内大部分时段处于水华状态。草海总氮浓度远高于外海,而  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度低于外海。滇池总氮浓度丰水期低于枯水期,而总磷和  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度丰水期高于枯水期。

(3) 滇池应强化“氮磷双控”策略,不宜忽视总氮的控制,同时应继续削减耗氧有机污染负荷。滇池水体氮磷污染控制的关键是入池支流污染负荷的控制。目前大部分支流总磷浓度高于滇池水体,全部支流总氮浓度远高于滇池水体。应从滇池水生态安全的角度制定支流把口氮磷控制目标,不必拘泥于普通河流总磷Ⅲ类标准限值 0.20 mg/L,并研究建立适宜的总氮控制目标。

## 参考文献:

- [1] MCCRAKIN M L, JONES H P, JONES P C, et al. Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: a global meta-analysis[J]. *Limnology & Oceanography*, 2017, 62(2): 507-518.
- [2] USEPA. National lakes assessment 2012—a collaborative survey of lakes in the United States: EPA 841-R-16-113[S]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 2016.
- [3] 生态环境部长江流域生态环境监督管理局. 长江流域生态环境保护规划(2021~2025)[R]. 武汉: 生态环境部长江流域生态环境监督管理局, 2021: 18-21.
- [4] 秦伯强, 吴海斌. 长江流域湖泊富营养化发展趋势与展望[J]. *人民长江*, 2023, 54(10): 18-23.
- [5] U. S. Geological Survey. Nutrients in the nation's streams and groundwater, 1992-2004[R]. Reston, Virginia: U. S. Geological Survey 1350, 2010: 14-15.
- [6] 桑一文, 周志彬, 孙福红, 等. 2020~2022 年长江流域典型湖泊氮磷浓度变化的自然与社会驱动因子定量解析研究[J]. *环境科学学报*, 2025, 45(5): 490-502.
- [7] 刘瑞华, 曹暄林. 滇池 20 年污染治理实践与探索[J]. *环境科学导刊*, 2017, 36(6): 31-37.
- [8] 李中杰, 郑一新, 张大为, 等. 滇池近 20 年社会经济发展对水环境的影响[J]. *湖泊科学*, 2012, 24(6): 875-882.
- [9] 朱天源, 赵海霞, 范金鼎, 等. 滇池流域河湖水环境时空分异及其影响因素[J]. *长江流域资源与环境*, 2023, 32(6): 1305-1314.
- [10] 徐灵芝, 潘继征, 李勇, 等. 1980~2020 年滇池生态脆弱性评价及主要驱动因子[J]. *湖泊科学*, 2023, 35(5): 1682-1693.
- [11] 王菁晗, 何吕奇姝, 杨成, 等. 太湖、巢湖、滇池水华与相关气象、水质因子及其响应的比较(1981~2015 年)[J]. *湖泊科学*, 2018, 30(4): 897-906.
- [12] 王杰, 毛建忠, 谢永红, 等. 2008~2014 年滇池水质时空变化特征分析[J]. *人民长江*, 2018, 49(5): 11-15.
- [13] 郑丙辉, 彭嘉玉, 胡小贞, 等. 2017 年滇池外海水质异常下降原因及对策[J]. *环境工程技术学报*, 2018, 8(5): 465-472.
- [14] MA J, HE F, QI T, et al. Thirty-four year record (1987~2021) of the spatiotemporal dynamics of algal blooms in Lake Dianchi multi-

- source remote sensing insights[J]. *Remote Sensing*, 2022, 14:4000.
- [15] 张卓亚,刘晨阳,朱昱泽,等. 1990~2020年滇池水质时空变化特征及评价[J]. *西南林业大学学报*, 2023, 43(4):141-151.
- [16] 水利部长江水利委员会. 长江河湖大典—湖泊[M]. 武汉:长江出版社, 2022:40-43.
- [17] 中国水利水电科学研究院. 洱海、滇池水质保护与水污染防治专题研究[R]. 北京:中国水利水电科学研究院, 2005:12-19.
- [18] 昆明市水利局. 滇池水利志[M]. 昆明:云南人民出版社, 1996.
- [19] 环境保护部办公厅. 地表水环境质量评价办法(试行)(环办[2011]22号)[Z]. 北京:环境保护部办公厅, 2011.
- [20] 姜保锋,周正,苏海,等. 鄱阳湖营养水平关键指标时空分布特征及适宜控制标准[J]. *湖泊科学*, 2023, 35(3):897-908.
- [21] USEPA. National lakes assessment - a collaborative survey of the nation's lakes;841-R-09-001[S]. Washington DC: US Environmental Protection Agency, 2009:45.
- [22] USEPA. National lakes assessment 2012—technical report;841-R-16-114[S]. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, 2017:98.
- [23] Connecticut Department of Environmental Protection, Bureau of Water Protection and Land Use. Water quality standard[S]. Hartford: CT, 2011:19.
- [24] ROBERT L E, GOVERNOR M S, STEELE, et al. State of Maryland's comprehensive water monitoring strategy[R]. Maryland State, 2004.
- [25] USEPA. Nutrient criteria technical guidance manual - lakes and reservoirs; EPA-822-B-00-001[S]. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, 2000.
- [26] 生态环境部生态环境监测司, 法规与标准司. 水华遥感与地面监测评价技术规范(试行): HJ 1098—2020[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2020.
- [27] 生态环境部办公厅. 重点湖库水华预警工作机制(修订)(环办水体函[2021]325号)[Z]. 北京: 生态环境部办公厅, 2021.
- [28] 施秀梅,徐虹,程晋昕,等. 基于MODIS的滇池蓝藻水华时空变化分析及年景综合评价[J/OL]. *沙漠与绿洲气象*, 1-11[2025-10-07]. <https://link.cnki.net/urlid/65.1265.P.20250210.1156.010>.
- [29] 环境保护部科技标准司. 湖泊营养物基准制定技术指南: HJ 838—2017[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2017.
- [30] 侯长定. 抚仙湖富营养化现状、趋势及原因分析[J]. *云南环境科学*, 2001, 20(3):39-41.
- [31] 生态环境部. 2023 中国生态环境公报[R]. 北京: 生态环境部, 2023:38-42.
- [32] 昆明市滇池管理局. 滇池蓝藻水华分级预警及应急处理: DB5301/T 56—2021[S]. 昆明: 昆明市市场监督管理局, 2021.
- [33] 邹伟,朱广伟,蔡永久,等. 综合营养状态指数(TLI)在夏季长江中下游湖库评价中的局限及改进意见[J]. *湖泊科学*, 2020, 32(1):36-47.
- [34] REDFIELD A C. The biological control of chemical factors in the environment[J]. *Science Progress*, 1960, 11:150-170.
- [35] SØNDERGAARD M, LAURIDSEN T L, JOHANSSON L S, et al. Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover[J]. *Hydrobiologia*, 2017, 795(1):35-48.
- [36] MABERLY S C, PITT JA, DAVIES P S et al. Nitrogen and phosphorus limitation and the management of small productive lakes[J]. *Inland Waters*, 2020, 10(2):159-172.
- [37] ZOU X, WAN J, PAN X J, WAN C Y, et al. Nitrogen and phosphorus relationships to chlorophyll a in 139 reservoirs of China[J]. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2014, 23(7a):1689-1696.
- [38] REYNOLDS C S. Modelling phytoplankton dynamics and its application to lake management[J]. *Hydrobiologia*, 1999, 395/396:123-131.
- [39] REYNOLDS C S. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton[J]. *Fundamental and Applied Limnology*, 1999, 146(1):23-35.
- [40] ABELL J M, ÖZKUNDAKCI D, HAMILTON D P. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: Implications for eutrophication control[J]. *Ecosystems*, 2010, 13(7):966-977.
- [41] KOLZAU S, WIEDNER C, RÜCKER J, et al. Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations[J]. *PLoS One*, 2014, 9(4):e96065.
- [42] HUO S L, XI B D, MA C Z, et al. Stressor-response models: a practical application for the development of lake nutrient criteria in China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(21):11922-11923.
- [43] PAERL H W, SCOTT J T, MCCARTHY M J, et al. It takes two to tango: when and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(20):10805-10813.
- [44] CHAFFIN J D, DAVIS T W, SMITH D J, et al. Interactions between nitrogen form, loading rate, and light intensity on *Microcystis* and *Planktothrix* growth and microcystin production[J]. *Harmful Algae*, 2018, 73:84-97.
- [45] 许海,朱广伟,秦伯强,等. 氮磷比对水华蓝藻优势形成的影响[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(10):1676-1683
- [46] 昆明市滇池管理局, 昆明市生态环境科学研究院. 滇池流域水环境保护治理“十四五”规划[R]. 昆明: 昆明市滇池管理局, 2020:9.
- [47] USEPA. Quality criteria for water (1986)[Z]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, 1986.

## Comprehensive diagnosis on eutrophication in Dianchi Lake

LOU Baofeng<sup>1,2</sup>, DUAN Youai<sup>3</sup>, HUANG Jie<sup>1,2</sup>, YUAN Saibo<sup>1,2</sup>, YANG Chao<sup>1,2</sup>, YU Mingxing<sup>1,2</sup>

(1. *Monitoring and Scientific Research Center of Yangtze River Ecology and Environment Administration of MEE, Wuhan 430010, China*; 2. *Hubei Key Laboratory of Intelligent Basin Aquatic Ecology Monitoring, Early - warning and Protection, Wuhan 430010, China*; 3. *Yunnan Provincial Ecology and Environment Monitoring Center, Kunming 650000, China*)

**Abstract:** As one of the severely eutrophic lakes in the Changjiang River Basin, Dianchi Lake faces long - term challenges in water quality improvement and ecological restoration. To accurately diagnose its current eutrophication status, this study systematically examined the spatiotemporal characteristics from 2021 to 2023 and interannual trends of key water quality and trophic level indicators in Dianchi Lake —namely chlorophyll - a, total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), and oxygen - consuming organic pollutants (represented by  $COD_{Mn}$ ). The trophic level of Dianchi Lake was assessed using the single - indicator method based on chlorophyll - a, and the quantile method was applied to determine nitrogen and phosphorus reference conditions. The results indicated that: ① from 2021 to 2023, the water quality of Dianchi Lake was predominantly Class IV to worse than Class V, with TP, TN, and  $COD_{Mn}$  being the main parameters exceeding the standards. The average TP concentrations in Caohai and Waihai Lake were similar, measuring  $(0.067 \pm 0.001)$  mg/L and  $(0.064 \pm 0.004)$  mg/L, respectively. In contrast, the average TN concentration in Caohai Lake  $(4.19 \pm 1.10)$  mg/L was significantly higher than that in Waihai Lake  $(1.54 \pm 0.09)$  mg/L. The average  $COD_{Mn}$  concentration in Caohai Lake  $(4.09 \pm 0.66)$  mg/L was lower than that in Waihai Lake  $(6.67 \pm 0.66)$  mg/L. The average chlorophyll - a concentrations in Caohai and Waihai Lake were  $(106 \pm 22)$   $\mu$ g/L and  $(77 \pm 6)$   $\mu$ g/L, respectively. From March to December each year, both the mean and median chlorophyll - a concentrations across all areas exceeded the severe eutrophication threshold of 30  $\mu$ g/L. During January and February, chlorophyll - a concentrations were relatively lower across the entire lake, with an average of 29  $\mu$ g/L. ② Dianchi Lake was in a state of severe eutrophication, with most areas experiencing algal blooms throughout the majority of the year. TN concentrations were lower during the wet season compared to the dry season, while TP and  $COD_{Mn}$  concentrations were higher during the wet season. Over the past decade, nitrogen, phosphorus, and oxygen - consuming organic pollutant levels in Dianchi Lake have shown a significant declining trend, reflecting notable achievements in pollution control. The effectiveness of TP control has been greater than that of TN control, and the nitrogen - to - phosphorus ratio has exhibited an upward trend. The current average N/P ratio in Dianchi Lake is 37, indicating excessive levels of nitrogen, phosphorus, and oxygen - consuming organic pollutants relative to the requirements for algal growth. Water pollution prevention and control should continue to be strengthened, and the control of TN should not be overlooked. The key to reducing nitrogen and phosphorus pollution in the lake lies in controlling the pollutant loads from its inflow tributaries. Nitrogen and phosphorus control targets for key monitoring sections of these tributaries should be established from the perspective of the aquatic ecological security of Dianchi Lake.

**Key words:** eutrophication; nitrogen and phosphorus; chlorophyll - a; single - indicator method based on chlorophyll - a; quantile method; nitrogen and phosphorus reference conditions; Dianchi Lake